

細粒分を多く含むダム堆砂を 河川還元する場合の環境影響の把握

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT OF FINE-GRAINED DAM SEDIMENT REPLENISHING TO THE RIVER

角 哲也¹・早瀬 学²・大矢 通弘³

Tetsuya SUMI, Manabu HAYASE and Michihiro OYA

¹正会員 工博 京都大学大学院工学研究科(〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

²正会員 ハザマ 土木事業本部 技術第二部(〒105-8479 東京都港区虎ノ門2-2-5)

³正会員 工博 ハザマ 土木事業本部 技術第二部(〒105-8479 東京都港区虎ノ門2-2-5)

It is important to recover by proper management the continuity of sediment routing system that was interrupted by the dam. In recent years, sediment replenishment to the river by dredging, transporting and temporary stockpiling downstream of dam is introduced as a new technique for reservoir sedimentation management. In this case, since there are some unclear points on environmental impact when dam sediment contains many fine-grained materials, proper treatment is needed before replenishing to the river.

In this paper, environmental impacts of fine-grained sediment replenishing to the river are discussed through laboratory tests such as an abrasion test using two-dimensional channel, erosion test using the Los Angeles test machine and leaching tests using a water tank. We focus on the abrasion characteristics of sediment, degree of suspended sediment concentration and alkaline influence of granular-forming treatment by cement stabilizer.

Key Words : *fine-grained sediment, sediment replenishment, environmental impact, reservoir sedimentation management*

1. はじめに

ダムによって遮断された土砂の流れを、適切な土砂管理によってその連続性を回復させることは重要であり、その手法としてダム直下への土砂の仮置による「河川土砂還元」が近年注目される¹⁾。この場合、特に細粒分を多く含むダム堆砂を取り扱う場合には適切な処理を行った上で下流河川へ供給する必要があるものと想定されるが、その環境影響については不明な点が多い。本研究は、細粒分を多く含むダム堆砂を河川還元する場合の環境影響について、濁度発生などの基本的特性を室内実験により明らかにすることを目的としている。

2. 実験の方法

今回3種類の室内実験を行った。各実験の目的と方法を以下に示す。

(1) 2次元水路を用いた侵食実験

実際のダム堆砂を用いて、無処理の場合とセメント系

固化材を用いた粒状化処理および脱水処理をした場合の流水による侵食状況の違いを調べる目的で行った。水路床上の凹部に試料を敷き詰め、流速を変化させて、試料の流出および下流の濁度発生状況を観測した。表-1に実験ケース、図-1に模式図、図-2に実験状況を示す。

(2) ロサンゼルス試験機を用いた水中すりへり実験

侵食抵抗の高い粒状化処理した材料について、水中でのすりへり状況を把握する目的で行った。ロサンゼルス試験機による粗骨材のすりへり試験方法(JIS A1211)を準用して、内径710mm×長さ510mm×容量約200Lの鋼製円筒の試験機に試料と水を入れて回転させ、濁度・pH・水温の経時変化を測定した。表-2に実験ケース、図-3に実験状況を示す。

(3) 水槽を用いたアルカリ溶出実験

粒状化処理した材料について、静水中でのアルカリ溶出状況および魚類への影響を把握する目的で行った。円形パンライト型的水槽(容量200L)とヒメダカおよびマダイ幼魚を用いて、工業排水試験法(JIS K0102)に準拠して行った。表-3に実験ケース、図-4に模式図、図-5に実験状況を示す。

表-1 2次元水路を用いた侵食実験（実験ケース）

ケース	処理方法	供試材料	供試体長さ	測定項目				
				限界流速	移動状況	濁度	侵食速度	
A1	無処理	ダム湖の浚渫土砂。5mmふるい、脱水処理（ドラムプレス）後、屋外に仮置き。含水比50%に調整。細粒分84%。	30cm	試料表面より目に見える濁り発生時点あるいは試料粒子の掃流移動発生時点	目視観察、ビデオ、写真で記録	各流速の濁度を計測。	限界流速における一定時間の流出量を重量で計測。	
A2			60cm					
B1	粒状化	上記材料にセメントを10%添加して粒状化処理。0~20mm。細粒分1~3%。	30cm			注1)	注2)	
B2			60cm					
C	高压脱水1	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、セメントを5%添加して高压フィルタープレス処理。解砕し5~20mmに調整。	30cm			目視観察、ビデオ、写真で記録	注1)	注2)
D	高压脱水2	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、高压フィルタープレス処理。解砕し5~20mmに調整。						
E	低压脱水	ダム湖の浚渫土砂を0.5mmでふるった後、低压フィルタープレス処理。						

注1)濁度が小さく測定できず。注2)侵食量が小さく測定できず。

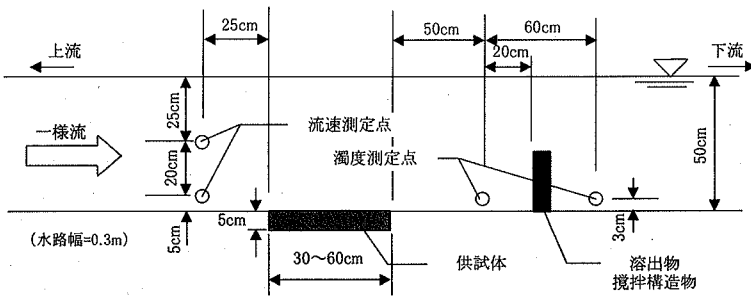


図-1 侵食実験模式図

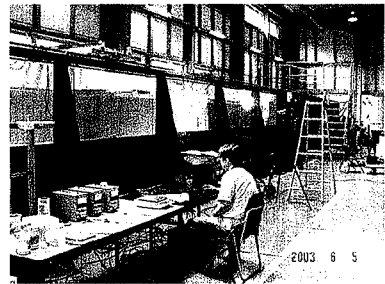


図-2 侵食実験状況

表-2 ロサンゼルス試験機を用いた水中すりへり実験（実験ケース）

ケース	供試材料			ロサンゼルス試験機			測定頻度	測定項目 ^{注1)}
	セメント添加量	粒度構成		供試材量	水量	鋼球の有無		
No.1	C=20%	5-10mm	10-15mm	5kg	50kg	有(6個)	30-33回/分	0,63,125,250,1000回転後
No.2	C=15%	3.75kg	1.25kg	5kg		無		
No.3	C=10%	1.875kg	0.625kg	2.5kg				0,8,16,32,63,125,250,1000回転後

注1)測定機器はマルチ水質モニタリングシステムU-22 (HORIBA) (濁度計測範囲:0-1000NTU)

表-3 水槽を用いたアルカリ溶出実験（実験ケース）

ケース	供試材	供試魚	方法	測定項目	測定頻度
1		無	工業排水試験法 (JISK0102) に準拠。	水温、pH	投入直後、1,3,6,12,24,48,72,96hr後。
2	粒状化処理材(C=10%)	ヒメダカ		水温、pH、DO、魚の挙動	
3		マダイ幼魚		水温、pH、DO、魚の挙動、塩分	

備考)ケース1、2は水道水、ケース3は天然海水を使用



図-3 水中すりへり実験状況

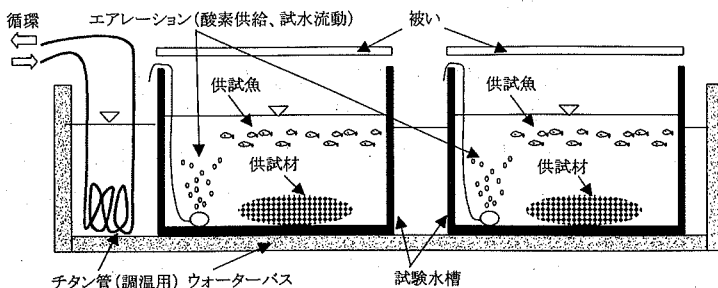


図-4 溶出実験模式図

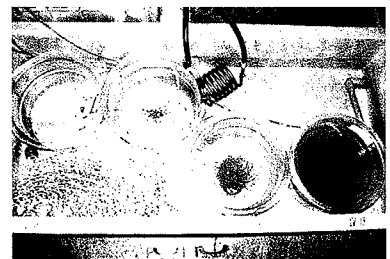


図-5 溶出実験状況

3. 実験結果

(1) 2次元水路を用いた侵食実験

a) 侵食および濁度発生状況

図-6に代表的な侵食状況を、図-7に濁度測定データ例を示す。ケースA、D、Eは処理材から微細粒子が溶出する形で下流に流出し、ケースB、Cは塊状粒子が転がる形で下流に流出する状況が確認された。濁度レベルは、ケースAでは200~600ppmに達するものがみられたが、ケースD、Eはいずれも50ppm以下であった。なお、ケースBは濁度が小さく測定不可能であった。データ整理は図-7に示すように、濁度がある程度安定した後の一定時間における測定値を平均化して行った。

b) 限界流速

図-8に各ケースの限界流速を示す。限界流速は侵食状況の違いから、以下のように定義した。

- ・ ケースA、D、E：試料表面より目に見える濁りが発生する流速
- ・ ケースB、C：試料粒子の掃流移動が発生する流速

図より限界流速は、ケースB以外は概ね100~110cm/s、ケースBのみ50~60cm/sと他の約半分であることがわかる。これは主に侵食形態および粒径の違いによると考えられる。粒状化処理材は無処理の場合よりも下流へ流出しやすい材料であるといえる。

c) 実現象の推定

今回の実験値から芦田らの既往の研究²⁾を参考に、実際の河川還元における発生濁度の推定を以下のとおり行った(図-9)。

単位時間・単位面積あたりの土砂生産量 m_f は、

$$m_f = \rho_s E (1 - \lambda) \quad \dots (1)$$

m_f から流水中に放出される微細土砂の割合を ρ_f とすれば、単位時間・単位面積あたりの微細土砂の生産・流出量 m_f は、

$$m_f = \rho_s E (1 - \lambda) \rho_f \quad \dots (2)$$

また、単位長さあたりの微細土砂の生産・流出量 q_f は、

$$q_f = m_f \cdot B = \rho_s E (1 - \lambda) \rho_f \cdot B \quad \dots (3)$$

次に、水路における微細土砂の濃度 C は次のように示される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} q_f \quad \dots (4)$$

そこで、(4)式に(3)式を代入して、水路幅一定の条件

(ケースA1)

(ケースB1)

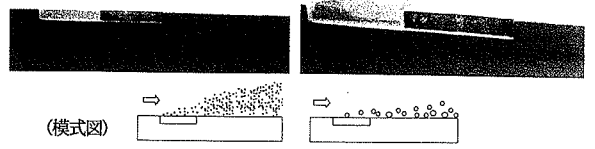


図-6 侵食状況

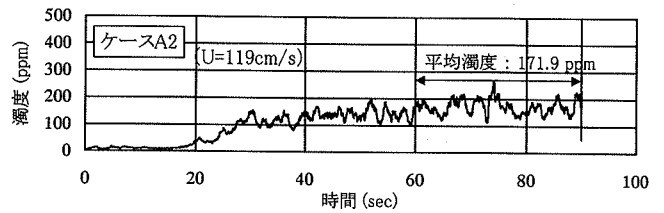


図-7 濁度測定データ例

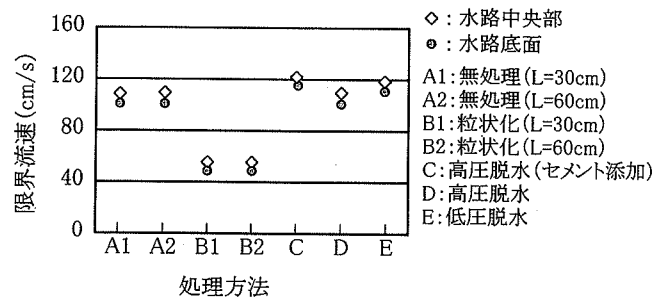


図-8 処理ごとの限界流速

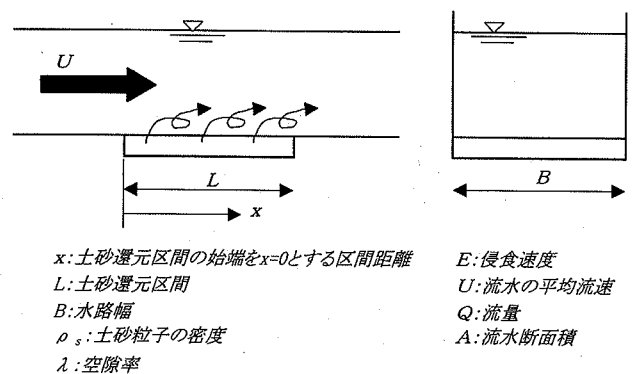


図-9 侵食による土砂流出に関する模式図

として解くと次式が得られる。

$$C(t, x) = \rho_s E (1 - \lambda) \rho_f \frac{x}{U(A/B)} \quad \dots (5)$$

これより微細土砂濃度は、侵食速度 E および土砂還元区間距離 x に比例することがわかる。

一方、侵食速度Eは、掃流力や還元土砂の物性によって規定され、次のような関係が求められている³⁾。

$$E = \alpha (\tau - \tau_c)^\beta \quad \dots (6)$$

ここで、 τ : 掃流力、 τ_c : 限界掃流力、 α 、 β : 定数

今回測定した濁度を仮にSS濃度に読み替えて算出した侵食速度 (cm/s) は、実験前後における試料の重量測定から求められる侵食速度とほぼ同等 (A-1、2で 10^{-3} cm/s程度)であった。そこで今回は、単位長さ当たりの平均濁度を求め、これを実際の土砂還元区間長に換算することにより、実現象における発生濁度を直接推定した。ここで、粒状化処理した粒子は侵食される際に微粒分に戻る部分と、粒状を保つ部分に分かれるが、ここでは、一度河床から流水中に取り込まれた微細分は再沈降しないことと、掃流状態となった粒状部分からは新たな微細分の発生は無いものと仮定する。

ダム下流の河道内の流下方向に100mの長さで仮置きして河川還元する場合の推定結果を表-4、図-10に示す。結果より、無処理の場合は約40,000ppmの濁度が発生するのに対し、粒状化処理およびセメントを添加した高圧脱水処理の場合は濁度がほとんど発生しないこと、また、通常の高圧脱水処理で6,000ppm程度、低圧脱水処理でも9,000ppm程度に発生濁度を抑制できることがわかる。

(2) ロサンゼルス試験機を用いた水中すりへり実験

a) 濁度・pH・水温の変化

No. 1~No. 3の各ケースとも、回転数60を超えると濁度は一気に900NTU以上を示した。No. 1で濁度の上昇が急であったため、No. 2は鋼球を使用せずに水流のみによる破碎としたが、No. 1と同様に濁度の上昇が急であり、回転数と濁度の関係を捉えることはできなかった。試料の量を半分にし測定頻度を多くしたNo. 3の実験結果より、回転数60までは回転数と濁度にほぼ比例関係があることが把握できた (図-11)。

pH、水温は、回転数が増えるにつれ上昇した。pHは当初の7.2~7.4の中性域から、最終的には9.7~11.2のアルカリ域を示した (図-12)。No. 3 (C=10%) のケースがpHの立ち上がりが最も急で、かつ最終値も大きい。このことは、処理材のセメント添加量が多いことや粒子破碎エネルギーが大きいことが単純に高アルカリに直結しないことを示し、アルカリ溶出特性は固結度・破碎形態・細粒化の程度などの影響を受けることが予想される。

b) 粒子破碎状況

図-13に実験前後の試料の粒度分布を示す。No. 2およびNo. 3に比べ、No. 1はより細粒化している。これは、鋼球の有無による破碎エネルギーの違いおよび水流や粒子同士の衝突・磨耗による粒子破碎状況の違いによると考えられる。ここで、粒子の破碎形態は、図-14に示す2タ

表-4 発生濁度の推定

ケース	処理方法	実験結果		実現象の推定	
		単位長さ当たり発生濁度 (ppm/cm)	データ数	単位長さ当たり発生濁度 (ppm/m)	100m当たり発生濁度 (ppm)
A1	無処理	3.77	17	400	40,000
A2	無処理	4.12	18		
B	粒状化	測定不可	0	ほとんど無し	ほとんど無し
C	高圧脱水1	測定不可	0	ほとんど無し	ほとんど無し
D	高圧脱水2	0.63	8	60	6,000
E	低圧脱水	0.91	8	90	9,000

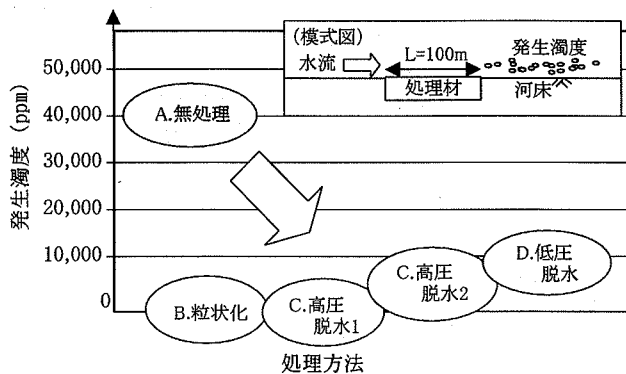


図-10 処理による発生濁度の抑制

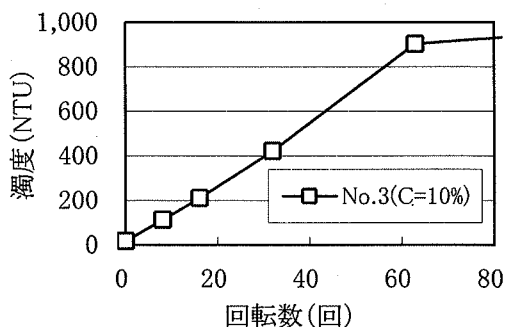


図-11 濁度の変化 (No. 3)

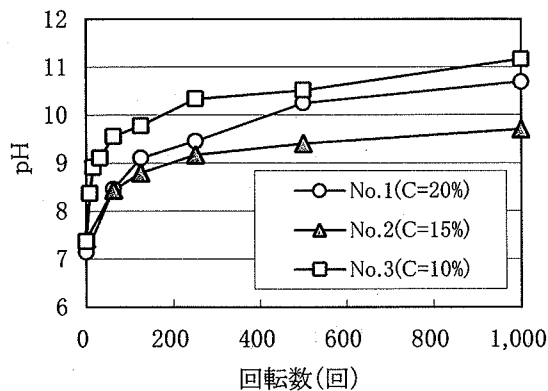


図-12 pHの変化

イプに大別できる。割裂型は粒子同士の衝突等による衝撃的な力が作用した場合に発生し、すりへり型は河床や構造物面との接触による摩擦力や水流による連続的な力が粒子に作用した場合に発生すると推測される。No. 3の実験前後の粒子形状 (図-15) では、すりへり型の粒子破碎が卓越している。これは水流のみによる破碎であり衝撃的な力の作用が少ないことが要因であると考えられ

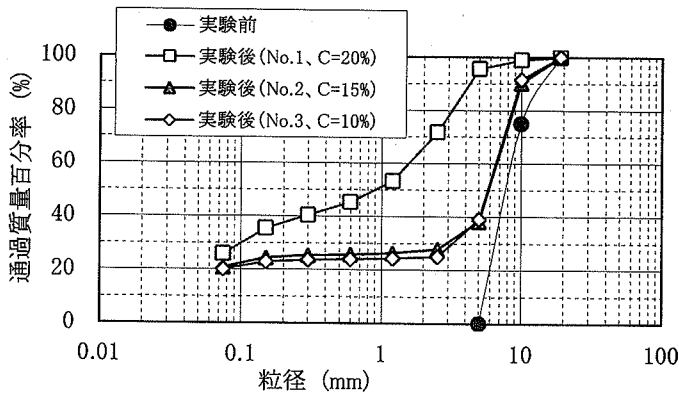


図-13 粒度分布

る。また、今回の実験では粒子の一部が剥離する形の粒子破碎形態 (図-16) が見られたが、これはセメント系固化材を添加して攪拌する処理過程において、核となる土粒子の表面に皮膜が発達する形で粒状化するため、新旧の皮膜間の付着面が構造上の弱面となり、衝撃によりその部分で分離するためと考えられる。このように粒子の破碎形態が破碎後の粒度分布に影響を与え、さらには濁度等の発生状況に差異を及ぼすことが予想される。

(3) 水槽を用いたアルカリ溶出実験

a) 濃度別アルカリ溶出状況

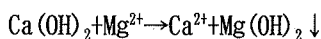
図-17に実験結果を示す。試料濃度が大きい程、高いpH値を示す。濃度0.1%は対照区と同様の傾向を示し、濃度1%はピークでpH約10を示した後、低下傾向を示す。濃度10%はピークでpH約11を示しその後の低下傾向は濃度1%に比べ緩慢である。pHの上昇はセメントに含まれるCa(OH)₂成分の溶出、pHの低下は溶出した成分が水中のCO₂と反応してCaCO₃に変化するためと考えられる。なお、水温はいずれも19.5~20.8℃を示した。

b) 淡水魚への影響

1回目実験では濃度10%で12hr後までに全個体が斃死し、濃度1%以下では異常は見られなかった。水温、DO、濁りは特に問題とならず、魚の眼球白濁傾向などからも急激なpH上昇が主な死因と考えられる。2回目実験では濃度5.6%で24hr後までに、濃度3.2%で48hr後までにそれぞれ全個体が斃死した。濃度1.8%で96hr後までに計4尾の斃死がみられ、図-18から求まる96hr TLm値は2.3% (淡水1tに試料23kg投入) となった。

c) 海水魚への影響

1回目実験ではすべての試験区で斃死及び異常な挙動を示す個体は見られなかった。濃度10%でpH8~9であり、淡水の場合と比較するとpHの上限値は小さい値を示す。これは、以下に示す海水の緩衝作用によるものと考えられる。



結果的に、海水域においては淡水域のようにCa(OH)₂

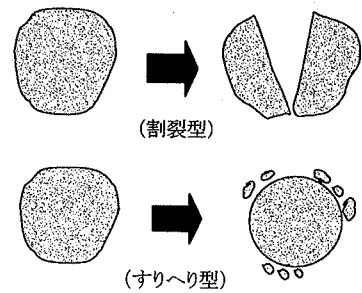


図-14 粒子の破碎形態

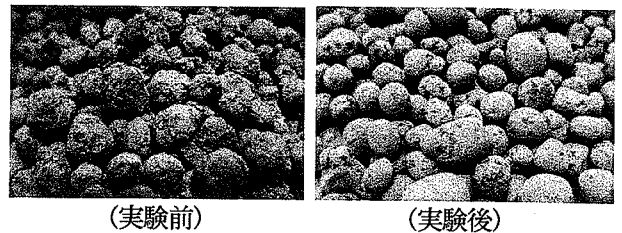


図-15 粒子状況 (No. 3, 5~10mm)

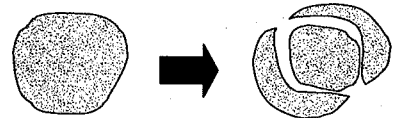


図-16 実際に見られた破碎形態

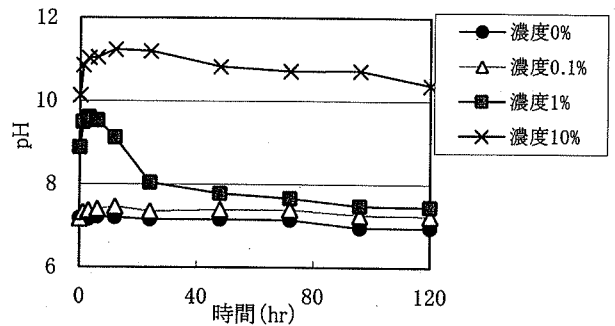


図-17 pHの変化(濃度別)

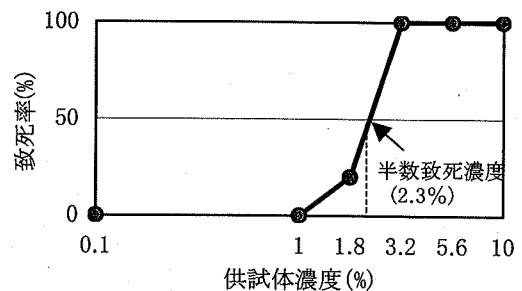


図-18 ヒメダカの半数致死濃度(96時間TLm)

からOH⁻イオンが解離せず、pHの上昇が抑制されることになる。2回目試験では濃度20%で48hr後までに計2尾の斃死が見られたのみであった。以上より、96hr TLm値は20% (海水1tに試料200kg投入) 以上となった (図-19)。

d) ストレス・インデックス

フラッシング排砂時の環境に対する影響を、SSおよびその継続時間を用いて下記のストレス・インデックスSIにより評価することが可能と考えられている。

$$SI = \log_e (SS濃度 (mg/L) \times 継続時間 (hr))$$

例えば、黒部川におけるダム排砂時のSSに関する管理基準は現在ないが、スイスやフランスの知見を参考にこのSI=10程度を当面の目安とし、今後のデータの蓄積によりその精度を向上させることが提案されている⁹⁾。

pHが生物に与える影響も基本的にはSSと同様に、そのレベルと継続時間の関係で規定されると考えられる。この視点から再検討すると、pH9.0以下では継続時間が大きくなっても斃死尾数への影響は認められないこと、pH10付近に閾値の存在が認められることなどが伺える。

図-20は、半数致死の場合の継続時間を内挿および外挿法で求め、その時の平均pHとの関連を示したものである。pH10.5では継続時間10.5hrであったものが、pH10.3に下がると20.3hrとほぼ倍に伸び、さらにpH9.9の場合には継続時間は240hrと大きく伸びる。これより、プロット数は少ないものの、pH10を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する1つの目安になると推測される。実際の河川還元においては、セメント添加量や投入量とともに流水による希釈効果を考慮する必要がある。

4. 結論

今回の実験により、以下の知見が得られた。

- ① 2次元水路を用いた侵食実験で、処理の違いによる侵食状況の違いを観察した。その結果、無処理の場合には微細粒子の溶出により下流に濁度が発生するのに対し、粒状化や脱水処理の場合は塊状粒子が転がる形で流出するため濁度発生が抑制されることがわかった。また、限界流速は粒状化処理材で50～60cm/s、それ以外は概ね100～110cm/s程度であった。
- ② 侵食実験の結果をもとに、実際の河川還元における発生濁度の推定を行った。その結果、無処理の場合に対して粒状化処理およびセメントを添加した高圧脱水処理の場合には濁度の発生はほとんどみられないこと、また、通常の高圧脱水処理や低圧脱水処理でも濁度発生を大幅に抑制できることがわかった。
- ③ ロサンゼルス試験機を用いた水中すりへり実験では、回転数に応じて濁度・pH・水温が上昇することおよび処理材のセメント添加量や粒子破碎エネルギーの大きさが単純に高アルカリに直結しないことなどを確認した。さらに、試験前後の粒子形状から、粒子の破碎形態が破碎後の粒度分布に影響を与え、濁度

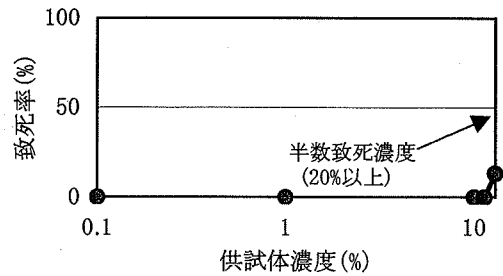


図-19 マダイ幼魚の半数致死濃度 (96時間TLm)

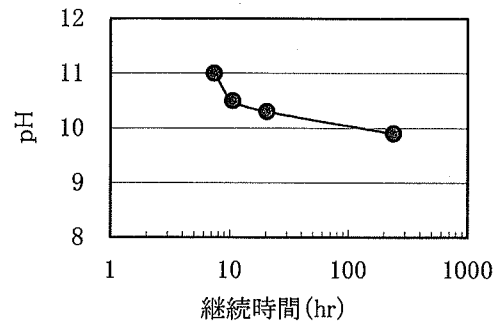


図-20 pHと継続時間

やpHの発生状況にも差異を及ぼす可能性を示した。

- ④ 水槽を用いたアルカリ溶出試験により、粒状化処理材の濃度が大きい程高いpH値を示すこと、海水によるアルカリ緩衝効果およびpH10を超えるか否かのレベルが魚類への影響の有無を判断する1つの目安になることを明らかにした。
- ⑤ 河川還元は洪水時の水位上昇と濁度発生に合わせて自然流下させる方法が考えられる。その際、簡易処理の採用により、濁度発生が抑制が可能となり河川還元の対象土砂の範囲や土砂仮置き場の位置・形状の選定幅が広がる。また、処理方法は還元場所に応じた必要な濁度抑制レベルおよび自然材料としての無添加への要求度レベルを考慮して選択すればよい。

本研究により、細粒分を多く含むダム堆砂においても適切な処理により河川還元の可能性が大いに高まることが明らかとなった。今後は、現地での環境影響試験やモニタリング方法に対する検討が必要である。

参考文献

- 1) 岡野眞久、菊井幹男、石田裕哉、角哲也：ダム貯水池堆砂とそのダム下流河川還元についての研究、河川技術論文集、第10巻、191-196、2004
- 2) 芦田和男、江頭進治、金屋敷忠儀：斜面侵食による濁質物質の生産・流出機構に関する研究、第24回水理講演会論文集、135-141、1980
- 3) 土木学会：水理公式集平成11年度版、178-179、2000
- 4) 角哲也：ダム貯水池からの排砂と排砂時の放流水質管理、ダム技術127、30-38、1997

(2005. 4. 7 受付)